Universidad del Zulia
Vicerrectorado Académico
SERBILUZ
LUZ Repositorio Académico

BOLETÍN DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
VOL. 46. NO. 3, JULIO-SEPTIEMBRE 2012, PP 263 - 282
UNIVERSIDAD DEL ZULIA, MARACAIBO, VENEZUELA

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL HUMUS PRODUCIDO POR *EISENIA ANDREI* A PARTIR DE TRES SUSTRATOS ORGÁNICOS

Aldo Michael Polo Hernandez[1], Leida Marcano[2] y Rosa Martínez[3]

[1]Postgrado Biología Aplicada. apolo_31@yahoo.com
[2]Departamento de Biología, Escuela de Ciencias. leimar0501@gmail.com
[3]Departamento de Bioanálisis, Escuela de Ciencias. rosamm@cantv.net

Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre. Cumaná, Venezuela.

Resumen. Se evaluó la calidad del humus producido por la lombriz *Eisenia andrei* a partir de tres mezclas orgánicas, caracterizando los cambios físico-químicos y microbiológicos durante las etapas del vermicompostaje. Los sustratos se prepararon con estiércol equino combinado con desechos de vegetales y de cocina en las siguientes proporciones: 60% estiércol + 40% desechos de cocina (60:40%) (T1), 60% estiércol + 20% desechos de cocina + 20% desechos de vegetales (60:20:20%) (T2) y 60% estiércol + 40% desechos de vegetales (60:40%) (T3). En todas las etapas del vermicompostaje, se determinó el pH, contenidos de materia orgánica (MO), nutrimentos (N, P, Mn, Ca) y metales pesados (Cd, Cu, Hg y Pb).En los humus, adicionalmente se analizó granulometría, calidad microbiológica (densidad y tipos de microorganismos) y madurez del abono. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas tanto para los tratamientos como para cada una de las etapas de transformación. En las diferentes etapas del vermicompostaje, el pH osciló entre 7,4 y 8,1, el contenido de MO varió de 40 a 55,5% y los nutrimentos más abundantes fueron P y N. Se observaron cambios significativos en los contenidos de metales pesados, particularmente del Cd, encontrándose en los humus contenidos de metales por debajo de los límites establecidos por la legislación ambiental. Las bacterias fueron los microorganismos predominantes. Los humus producidos por *E. andrei* presentaron contenidos elevados de macro y micronutrimentos, abundancia y variedad de microorganismos, niveles mínimos de metales pesados, así como un grado de madurez óptimo. *Recibido: 09 marzo 2012 / Aceptado: 03 septiembre 2012.*

Palabras clave: humus, lombriz, *Eisenia andrei*, nutrimentos, metales pesados.

VISIT…

LANZAROTE

Caliente.COM

ASSESSMENT OF THE QUALITY OF HUMUS PRODUCED BY *EISENIA ANDREI,* BASED ON THREE ORGANIC SUBSTRATES

Abstract. The quality of humus produced by the earthworm *Eisenia andrei* from three organic mixtures was assessed, characterizing the physical-chemical and microbiological changes during vermicomposting stages. The substrates were prepared with horse manure combined with vegetable and kitchen wastes in the following proportions: 60% horse manure + 40% kitchen waste (T1); 60% horse manure + 20% kitchen waste + 20% vegetable waste (T2); and 60% horse manure + 40% vegetable waste (T3). At all the vermicomposting stages, pH, organic matter content (OM), nutrients (N, P, Mn, Ca) and heavy metals (Cd, Cu, Hg and Pb) were determined. In addition, granulometry, microbiological quality (density and types of microorganisms) and compost maturity in the humus were analyzed. Statistically significant differences were found for both treatments and each stage of transformation. At the different vermicomposting stages, pH ranged between 7.4 and 8.1, OM content varied from 40 to 50% and the most abundant nutrients were P and N. Significant changes in heavy metal content were observed, particularly for Cd, finding metal concentrations in the humus below limits set by environmental legislation. Bacteria were the predominant microorganisms. The humus produced by *E. andrei* had high contents of macro and micronutrients, an abundance and variety of microorganisms, minimum levels of heavy metals and an optimum degree of maturity. *Received: 09 march 2012 / Accepted: 03 september 2012.*

Keywords: humus, earthworm, *Eisenia andrei,* nutrients, heavy metals.

INTRODUCCIÓN

Como respuesta al incremento en la producción de desechos generados por las diferentes actividades antropogénicas se han desarrollado tecnologías que permiten reciclar y reutilizar la gran mayoría de estos desechos; obteniéndose en muchos casos, productos con un valor agregado por su característica de ser amigables con el medio ambiente (Castillo *et al*., 2000).

El rol de las lombrices de tierra en la descomposición de la materia orgánica ha sido demostrado previamente y el empleo de estos organismos para transformar la materia orgánica se denomina lombricultura o lumbricultura; y actualmente se presenta como la mejor

alternativa para reciclar desechos orgánicos sólidos de diversas fuentes, incluyendo residuos de cocina hasta lodos residuales de grandes ciudades; transformándolos en un abono de calidad que brinda al cultivo elementos nutritivos más solubles y disponibles que el material que le dio origen y además, se genera una biomasa animal de alto valor proteico que puede ser utilizada tanto en la alimentación animal como humana (Hernández, 2006).

Las especies de lombrices más comúnmente utilizadas para lombricultura son las pertenecientes al género *Eisenia*, por ser de amplia distribución, tener una prolongada longevidad y tolerancia a amplios rangos de condiciones de temperie y humedad, además de ser resistentes a la manipulación, presentar altos índices reproductivos y crecimiento rápido (Aquino y Nogueira, 2001).

A pesar de todos estos beneficios y siendo una biotecnología con más de 40 años de aprovechamiento en algunos países, ha sido solo en las últimas dos décadas que se han incrementado los estudios científicos sobre sus potencialidades (Castillo *et al*., 2000; Durán y Henríquez, 2007), siendo prioridad el conocimiento de los aspectos biológicos de las especies utilizadas en lombricultura, dejando un poco de lado los aspectos sobre selección de sustratos de cría y calidad del abono obtenido según estos sustratos.

En Venezuela, la lombricultura fue introducida por la región de Los Andes hace poco más de 25 años, pero sólo hasta ahora está teniendo un auge importante, ayudado, quizás, por las investigaciones realizadas por grupos o entidades que fomentan la actividad agrícola en el país. Se han reportado algunos datos sobre el uso de estiércol, pulpa de café y humus de lombriz en cultivos hortícolas y en cafetales, con resultados bastante halagadores (Hernández *et al*., 2005; Castro *et al*., 2007); sin embargo, son pocas las investigaciones relacionadas con las transformaciones que experimenta el sustrato en relación con los contenidos de macro y micronutrimentos a través del proceso de humificación por parte de las lombrices (Castillo *et al*., 2000; Delgado *et al*., 2004) que es, a fin de cuentas, uno de los aspectos más relevantes del proceso, dado su potencial uso en los cultivos

de las especies vegetales aprovechadas por el hombre para alimento, ornamentación o a nivel paisajístico.

Teniendo en cuenta que la calidad de un abono está determinada por sus características físicas, químicas y microbiológicas, proyectando así su potencial uso en los cultivos agrícolas el presente estudio tiene como objetivo determinar estas características según el tipo de sustrato que les dio origen.

MATERIALES Y MÉTODOS

MATERIAL BIOLÓGICO

Se utilizaron desechos de comida (cascaras de tubérculos, vegetales y frutas) del comedor estudiantil y los restos de podas (*Gliricidia* sp, *Commelina* sp, *Tabebuia* sp, *Hibiscus* sp, entre otras) generados en el Núcleo de Sucre de la Universidad de Oriente (Cumana/Venezuela) como sustratos para generar los humus. Como fuente de celulosa se empleó estiércol equino, por su carga microbiana y porque, en general, el estiércol es una fuente importante de nutrimentos para los cultivos. Los ejemplares de *E. andrei* fueron aportados por el Instituto Nacional de Capacitación y Educación Socialista (INCES).

PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

Los desechos orgánicos seleccionados se sometieron a un proceso de compostaje por el método de pila o montón, aplicándoles riegos y volteos periódicos para permitir la estabilización del pH y la temperatura, además de su aireación y la pérdida del exceso de humedad. Se prepararon tres sustratos a base de estiércol equino combinado con desechos de vegetales y cocina en las siguientes proporciones: 60% estiércol y 40% desechos de cocina (T1), 60% estiércol, 20% desechos de cocina y 20% desechos de vegetales (T2) y 60% estiércol y 40% desechos de vegetales (T3). El cultivo de lombrices se realizó en recipientes plásticos de 25 litros, con una densidad de siembra de 350 lombrices por recipiente. El riego se realizó cada

5 días para mantener la humedad de los criaderos y el alimento se añadió en cantidades de 600 a 1200 g con intervalos de 48 horas. Se empleó un diseño de bloques completos al azar con tres tratamientos y cuatro repeticiones.

ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS

Para su caracterización física, el humus totalmente seco se pasó a través de una serie de tamices de diferentes tamaños de poro (2 mm a 0,63 μm) para determinar el tamaño de partículas que lo compone según sus porcentajes. Los análisis químicos incluyeron, pH, materia orgánica (MO), nitrógeno (N), fósforo (P), calcio (Ca) y manganeso (Mn). Se determinó el pH con un potenciómetro en un extracto acuoso 1:5 (p/ v); MO por calcinación a 450°C, Ca y Mn por espectrofotometría de absorción atómica previa digestión total del abono, y nitrógeno y fósforo porel método de Valderrama (1999). Además, se cuantificaron los contenidos de Cu, Cd, Hg y Pb en los sustratos y los humus obtenidos, a través de espectrofotometría de absorción atómica. Los análisis microbiológicos incluyeron la estimación de microorganismos (hongos, actinomicetos y bacterias totales) mediante aislamientos microbiológicos y conteos de las unidades formadoras de colonias (UFC); utilizando como medios Agar Nutritivo (bacterias totales), Agar Papa Dextrosa (PDA) (hongos totales), Agar Caseína (actinomicetos), Agar Ramos Callao (solubilizadores de fósforo) y Agar Medio Cetrimide (*Pseudomonas*). El ensayo de germinación de Zucconi (Zucconi *et al*., 1981) se empleó para determinar la madurez de los humus de los tres tratamientos.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Se empleó un diseño de bloques completos al azar para la distribución de los tratamientos y las repeticiones. A cada una de las variables evaluadas se les realizó la comprobación de los supuestos estadísticos (Homocedasticidad, independencia y normalidad), los cuales no se cumplieron, por tanto para determinar diferencias significativas en las medias de los parámetros estudiados se empleó un análisis de Kruskall Wallis. Los datos se analizaron con el paquete esta-

dístico Statgraphics Plus versión 5.1, con un nivel de significación de 5%. Al encontrar diferencias significativas en las variables medidas, se aplicó una prueba *a posteriori* de diferencias de medias entre tratamientos con el test de Tukey con un nivel de significación de 5%.

RESULTADOS

En la Tabla 1 se pueden observar los pesos en porcentaje para el tamizado de los humus obtenidos para cada uno de los tratamientos. Los contenidos totales de nutrimentos de los abonos estudiados en sus diferentes etapas de maduración se presentan en las Tablas 2, 3 y 4; el comportamiento de los contenidos de macronutrimentos fue similar en los tres tratamientos, existiendo una tendencia a incrementar al finalizar el proceso de transformación, este incremento fue más notorio especialmente en el caso de manganeso y calcio (Tablas 2-4). Además, es de resaltar los elevados contenidos de fósforo en los tres tratamientos, evidenciando que los materiales seleccionados son una buena fuente de nutrimentos para la obtención de enmiendas orgánicas.

Tabla 1. Rendimiento del tamizado expresado en porcentaje para cada una de las fracciones de tipos de humus obtenidos a partir de la biotranformación de residuos sólidos de diferente naturaleza.

Tamiz	Tratamiento		
	T1	T2	T3
2 mm	33,9%	**41,7%**	42,1%
850 µm	**40,8%**	35,7%	34%
500 µm	14,5%	13,4%	14,4%
250 µm	8, 4%	7,5%	7,8%
125 µm	1,9%	1,3%	1,3%
63 µm	0,2%	0,2%	0,2%

T1(60%E+40%DC), **T2**(60%E+20%DC+20%DV), **T3** (60%E+40%DV).

Tabla 2. Análisis de macronutrimentos (g/kg) en sustratos orgánicosobtenidos de la combinación de estiércol (E), desechos de cocina (DC) y desechos de vegetales (DV). Las proporciones varían según tratamiento.

Tratamientos	Ca	P	Mn	N
T1	0,1 ± 0,003^{a}	4,2 ± 0,052^{a}	0,26 ± 0,017^{a}	3,4 ± 0,32^{b}
T2	0,03 ± 0,045^{b}	3,9 ± 0,014^{b}	0,09 ± 0,001^{b}	4, ± 0,56^{a}
T3	0,03 ± 0,023^{b}	4,3 ± 0,200^{a}	0,06 ± 0,004^{c}	4,21 ± 0,28^{a}

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas según Tukey ($p<0.05$).
T1(60%E+40%DC), **T2**(60%E+20%DC+20%DV), **T3** (60%E+40%DV).

Tabla 3. Análisis de macronutrimentos (g/kg) en compost obtenidos de la combinación de estiércol (E), desechos de cocina (DC) y desechos de vegetales (DV). Las proporciones varían según tratamiento.

Tratamientos	Ca	P	Mn	N
T1	0,10 ± 0,004^{c}	4,5 ± 0,04^{b}	0,03 ± 0,003^{a}	3,5 ± 0,41^{a}
T2	0,17 ± 0,005^{a}	4,7 ± 0,02^{a}	0,01 ± 0,002^{c}	3,5 ± 0,14^{a}
T3	0,15 ± 0,010^{b}	4,5 ± 0,03^{b}	0,02 ± 0,005^{b}	3,3 ± 0,72^{a}

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas según Tukey ($p<0.05$).
T1(60%E+40%DC), **T2**(60%E+20%DC+20%DV), **T3** (60%E+40%DV).

Tabla 4. Análisis de macronutrimentos (g/kg) en humus de *E. andrei* obtenidos de la combinación de estiércol (E), desechos de cocina (DC) y desechos de vegetales (DV). Las proporciones varían según tratamiento.

Tratamientos	Ca	P	Mn	N
T1	0,12 ± 0,006^{c}	4,6 ± 0,01^{b}	0,49 ± 0,008^{a}	4,1 ± 0,30^{a}
T2	0,26 ± 0,010^{a}	4,4 ± 0,03^{c}	0,09 ± 0,050^{c}	4 ± 0,32^{a}
T3	0,23 ± 0,008^{b}	5,5 ± 0,05^{a}	0,28 ± 0,008^{b}	4,4 ± 0,13^{a}

Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas según Tukey ($p<0.05$).
T1(60%E+40%DC), **T2**(60%E+20%DC+20%DV), **T3** (60%E+40%DV).

En el caso de los metales pesados a excepción del Cadmio, la tendencia en los contenidos de estos elementos para todos los tratamientos en las distintas fases de descomposición fue Cu>Pb>Hg. Los humus de los tres tratamientos presentaron contenidos de los metales pesados evaluados en este estudio por debajo del límite permitido por la legislación ambiental (Tabla 5). La Tabla 6 resume los contajes de microorganismos aislados en humus de lombriz roja californiana. Los resultados del test de Zucconi para evaluar la fitotoxicidad de los abonos orgánicos obtenidos en este estudio se muestran en la Tabla 7, mostrando una adecuada madurez de los humus obtenidos.

DISCUSIÓN

Los humus obtenidos en este estudio corresponden a las categorías de arena muy gruesa (T2 y T3) y arena gruesa (T1) con estructura granular muy fina y claridad moderada, la importancia de esta variable radica en la capacidad para conservar la humedad y permitir la liberación de los nutrimentos de manera controlada al contacto con las raíces de los vegetales; se tiene así que los humus obtenidos en este estudio al estar compuestos por partículas pequeñas poseen una

Tabla 5. Contenidos de metales pesados en humus de *E. andrei* obtenidos de la combinación de estiércol (E), desechos de cocina (DC) y desechos de vegetales (DV). Las proporciones varían según tratamiento.

Tratamiento	Metales pesados			
	Cadmio (mg/kg)	Plomo (mg/kg)	Cobre (mg/kg)	Mercurio (ppb)
T1	2,3 ± 0,2[a]	2,4 ± 0,1[a]	7,9 ± 0,6[a]	4 ± 0[a]
T2	1,7 ± 0,5[b]	2,4 ± 0,3[a]	8,4 ± 0,6[a]	4 ± 0[a]
T3	2,1± 0,02[a]	2,1 ± 0,1[a]	8,6 ± 0,3[a]	4 ± 0[a]

Letras iguales no difieren significativamente. Tukey ($p<0.05$).
T1(60%E+40%DC), **T2**(60%E+20%DC+20%DV), **T3** (60%E+40%DV).

Tabla 6. Contaje (UFC/mL) de microorganismos aislados de los humus de *E. andrei* obtenidos de la combinación de estiércol (E), desechos de cocina (DC) y desechos de vegetales (DV). Las proporciones varían según tratamiento.

Tratamientos	Bacterias totales	Recuento de Pseudomonas	Hongos y levaduras totales	Actinomicetos	Solubilizadores de fósforo
T1	$1,4 \times 10^5$	$2,3 \times 10^4$	$4,2 \times 10^3$	$1,9 \times 10^4$	$1,0 \times 10^3$
T2	$1,4 \times 10^5$	$7,5 \times 10^4$	$4,6 \times 10^3$	$1,1 \times 10^4$	$9,0 \times 10^4$
T3	$4,6 \times 10^5$	8×10^3	$6,1 \times 10^4$	$3,5 \times 10^4$	$1,0 \times 10^5$

T1(60%E+40%DC), **T2**(60%E+20%DC+20%DV), **T3** (60%E+40%DV).

Tabla 7. Resultados del ensayo de fitotoxicidad en humus de *E. andrei* obtenidos de la combinación de estiércol (E), desechos de cocina (DC) y desechos de vegetales (DV). Las proporciones varían según tratamiento.

Tratamientos	PGR	CRR	IG
Control	100	1,4	-
T1	90	1,7	108
T2	100	2,7	195
T3	100	1,7	123

PGR (porcentaje de germinación), CRR (crecimiento relativo de radícula), IG (índice de germinación).
T1(60%E+40%DC), **T2**(60%E+20%DC+20%DV), **T3** (60%E+40%DV), **Control** en agua destilada.

gran cantidad de microporos que permiten la retención de agua conservando mejor la humedad y al tener mayor superficie de exposición las raíces de los vegetales se adhieren al medio edáfico de una manera más eficiente ocurriendo un proceso de absorción de nutrimentos más efectivo (Duran y Henríquez, 2007). Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Moreno *et al*., (2005) quienes recomiendan el uso de humus obtenidos de estiércol y desechos vege-

tales como sustrato para semilleros de hortalizas y sistemas de invernadero, por su textura idónea además de sus excelentes contenidos de nutrimentos.

Los valores de pH estimados en este estudio para los tres tratamientos en sus diferentes etapas oscilaron entre 7,4 a 8,1; los cuales concuerdan con lo encontrado por diversos estudios (Castillo *et al*., 2000; Delgado *et al*., 2004), quienes reportan valores que tienden a lo alcalino en los estiércoles animales a diferencia de los desechos de cocina y restos vegetales que tienden a valores ácidos o neutros; así mismo los valores de pH en los humus obtenidos a partir de estos desechos presentaron valores cercanos al pH neutro. Además se encontraron en el rango de 6-8, sugerido como adecuado para una enmienda orgánica (Zucconi *et al*., 1981), aunque, los valores de pH para los humus obtenidos en el presente estudio fueron inferiores a los reportados en otros estudios con fuentes orgánicas similares (Sánchez de Pinto *et al*., 2006; Durán y Henríquez, 2007).

El análisis estadístico demostró que existe una diferencia significativa para la variable pH según la etapa de maduración de la materia en descomposición, siendo el pH de los humus diferente al pH de las otras etapas del proceso (KW(¿)=10,2 y $P \leq 0{,}01$), existiendo una tendencia a disminuir a medida que el material madura y se estabiliza. Este comportamiento es ideal, pues una enmienda orgánica con un pH neutro ayuda a la solubilización de los nutrientes y evita la formación de complejos químicos insolubles dentro del humus (Durán y Henríquez, 2007). El descenso del pH en dependencia de la maduración de la enmienda está asociado a la formación de ácidos húmicos y fúlvicos, así como a la degradación de ácidos orgánicos y el efecto amortiguador de la materia orgánica (Delgado *et al*., 2004), indicando una descomposición balanceada influenciada por la adecuada aireación del material que estimula la actividad de las comunidades microbiológicas presentes en el material, lo que facilita la rápida transformación de los desechos en humus como lo expresan otros autores (Santamaría *et al*., 2001; Durán y Henríquez, 2007).

Por otra parte, la MO no mostró una tendencia definida, sus valores oscilaron en el rango de 40 a 55,5%. El análisis estadístico reveló diferencias significativas en los contenidos de MO para los humus de los tratamientos T2 y T3 con respecto a T1 (KW=6,5 y $P \leq 0,05$); mientras que los contenidos según la etapa de transformación no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas. Aunque una gran parte de la materia orgánica de los sustratos iniciales se pierde como CO_2 (entre 20 y 43% como carbono orgánico total) al finalizar el proceso de vermicompostaje (Moreno *et al*., 2005); para el presente estudio ese comportamiento solo ocurre en T1 y T3, que presentaron contenidos menores al final del proceso, caso contrario a T2 en el que la MO aumentó en un 25%. Esta disminución en el contenido de MO al final del proceso está asociada a la mineralización de los residuos orgánicos por parte de la lombriz y los microorganismos presentes en el medio como lo demuestran diversos estudios (Delgado *et al*., 2004; Moreno *et al*., 2005; Hernández *et al*., 2006; Varnero *et al*., 2007).

Los contenidos de N estuvieron en el rango de 3,38 a 4,54 g/kg (0,34-0,44%), con un comportamiento similar para los tres tratamientos a lo largo del proceso. Estos valores están acordes con los encontrados en estudios previos (Castillo *et al*., 2000; Delgado *et al*., 2004; Moreno *et al*., 2005), en los cuales se demostró que para diferentes sustratos y enmiendas orgánicas los contenidos de N oscilaron en el rango de 0,3 a 2%, siempre en dependencia de la naturaleza del material seleccionado.

El descenso en el contenido de Nitrógeno ocurrido en la primera etapa de transformación para los tratamientos T2 y T3 (Tablas 2 y 3), posiblemente asociado a los altos valores de pH registrados en esa fase, debido a que valores de pH superiores a 7,5 contribuyen con la pérdida de N en forma de NH_3, NO_x y N_2 (Santamaría *et al.*, 2001; Tiquia *et al.,* 2002), favorecen la desnitrificación microbiana a NO, N2O y N2 por parte de microorganismos que se desarrollan debido a la humedad de los estiércoles, además de aumentar la volatilización del N amoniacal y la lixiviación de compuestos nitrogenados solu-

bles que ocurre en todo proceso de descomposición de materia orgánica (Sánchez de Pinto *et al.,* 2006).

El porcentaje de N encontrado en este estudio (0,34-0,44%) es bajo si se compara con otros estudios (Castillo *et al*., 2000; Delgado *et al*., 2004; Moreno *et al*., 2005), aunque el comportamiento a lo largo del proceso fue similar al reportado en dichos estudios, ya que los contenidos de N en los humus obtenidos son mayores a los cuantificados en los sustratos orgánicos que dieron origen a la enmienda generada (Castillo *et al*., 2000; Girón *et al*., 2001; Alidadi *et al*., 2005).

Suthar (2007) sugiere que el aumento en los niveles de N en el producto final de la lombricultura se debe a la mineralización de los residuos por parte de las lombrices, además de las cantidades de N excretadas por estos anélidos en sus secreciones, mucus, fluidos corporales, enzimas y por la descomposición de los tejidos de las lombrices que mueren durante el proceso de vermicompostación.

Los contenidos de P para todos los tratamientos fueron considerablemente altos, sobrepasando los 4,47 g/kg; valor que asegura el suplemento de este elemento a corto, mediano y largo plazo. Estos contenidos variaron tanto para los tratamientos como para la etapa de transformación, siendo siempre mayor en los humus de cada tratamiento con respecto a sus etapas previas; revelándose diferencias estadísticamente significativas ($KW=20,19$ y $P \leq 0,01$). Los contenidos de P estimados en este estudio resultaron superiores a los reportados por otros autores en humus obtenidos a partir de desechos orgánicos de diferente naturaleza (Alidadi *et al*., 2005; Celis *et al*., 2006; Durán y Henríquez, 2007; Castro *et al*., 2007), resaltando la importancia de los materiales originales como sustratos de cría de lombriz para la obtención de humus con contenidos de P considerables.

El incremento del fósforo P observado a medida que avanzó el proceso de vermicompostaje podría estar asociado a la mineralización de la materia orgánica que ocurre al final del proceso de humificación, tal como lo acotan Alidadi *et al*. (2005) en sus estudios. Esta mineralización luego del proceso del vermicompostaje es atribuida

al paso de la materia orgánica por el tracto digestivo de la lombriz, donde el P es transformado a formas asimilables por las plantas, principalmente por acción de las fosfatasas del tracto digestivo del anélido y por los microorganismos solubilizadores de P que ésta excreta al humus (Castillo *et al*., 2000). Con respecto a los contenidos de este nutrimento según el material utilizado, los estiércoles son buena fuente de fósforo P (Durán y Henríquez, 2007; Castillo *et al*., 2000) en comparación con otros materiales orgánicos de desechos, por lo que su adición es necesaria para garantizar contenidos adecuados del elemento en el producto final.

En esta investigación, los contenidos de Mn oscilaron en el rango de 0,062 a 0,49 g/kg, cumpliendo, por tanto, con los valores óptimos requeridos por la legislación ambiental para enmiendas orgánicas. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tres tratamientos y etapas del proceso, destacándose el humus de T1 (0,49 g/kg) con un valor muy superior a los otros dos tratamientos. De acuerdo a la etapa de trasformación, los mayores valores se encontraron en los humus (KW=22,02 y $P \leq 0{,}01$), este hecho aunado a la correcta selección y tratamiento de materiales a procesar, son los factores que determinan los contenidos de este elemento en una enmienda orgánica, ya que como lo demostraron Tiquia *et al*. (2002); no existen pérdidas en los niveles del Mn a lo largo del proceso de vermicompostación sino un enriquecimiento en los niveles de este elemento.

Contrario a los resultados de este trabajo, otros estudios han determinado que los desechos de cocina en mezcla con estiércol animal generan abonos con bajos contenidos de Mn (Durán y Henríquez, 2007) en comparación con otras mezclas, en especial cuando se combinan estiércoles con desechos de jardín o restos de cultivos comerciales (Moreno *et al*., 2005; Sánchez de Pinto *et al*., 2006), por lo tanto es de resaltar los elevados contenidos de Mn obtenidos en este estudio. Una consideración especial, en cuanto a los elevados contenidos de Mn, es que cuando existen valores bajos de pH y suelos con altos contenidos de Mn, el P se precipita en forma de compuestos insolubles al unirse químicamente con el Mn(Rossi *et al*., 2006); en

este estudio los altos valores de Mn estuvieron asociados a pH cercanos al neutro, por lo tanto no se presentan las condiciones para la formación de fosfatos de Mn, sino que este elemento está disponible en formas asimilables para los vegetales.

Los contenidos de Ca oscilaron en el rango de 0,03 a 0,26 g/kg, y el análisis estadístico detectó diferencias estadísticas significativas tanto para el material seleccionado como para las etapas de biotransformación (KW=24,47 y $P \leq 0{,}01$). Los valores mostraron una tendencia a aumentar a medida que el proceso avanzó; comportamiento similar al encontrado en tres mezclas orgánicas diferentes sometidas a compostaje y vermicompostaje (Delgado *et al*., 2004) y en residuos vegetales en compostación con cacao (Girón *et al*., 2001), aunque los contenidos encontrados en esta investigación fueron muy superiores a los determinados en dichos estudios.

Por otra parte, los contenidos de metales pesados potencialmente peligrosos no sobrepasaron los límites permitidos por la legislación ambiental para enmiendas y abonos obtenidos a partir de desechos orgánicos, por tanto, estos elementos no suponen ninguna limitación para su utilización en la fertilización de cultivos. Además, siendo el pH ácido un factor esencial y necesario para la solubilidad y acumulación de los metales pesados en el suelo, los valores obtenidos para esta variable en este estudio evitan los efectos deletéreos que podrían causar dosis elevadas de estos elementos tanto a los vegetales como a la microbiota edáfica (Matusevičiūtė y Eitminavičiūtė, 2005). Es de resaltar el comportamiento de los contenidos de Cd (Fig. 1) a lo largo del estudio, se denota una clara tendencia a disminuir a medida que avanza la transformación de los desechos a humus, este mismo comportamiento ha sido encontrado por Ghyasvand *et al*., en 2008 quienes estudiaron los contenidos de Cd y Pb en lodos residuales; este hecho está soportado en la capacidad que tienen las lombrices de tierra para bioacumular Cd en sus tejidos corporales como lo demostraron Kumar *et al*. (2008); también Lapinski y Rosciszewska (2008) expresan que en lombrices expuestas a altas dosis de Cd, los contenidos del metal en los tejidos corporales de estos organismos son 40 veces mayores al encontrado en los sustratos

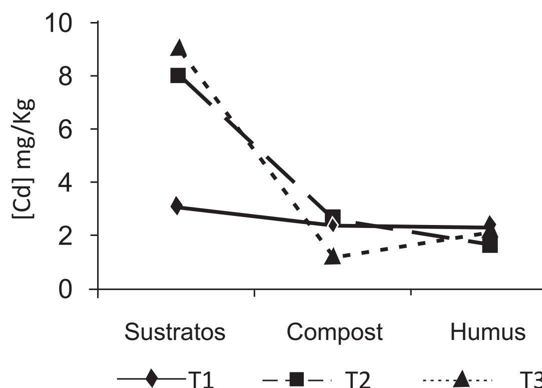


Figura 1. Contenidos de Cd para tres sustratos orgánicos y sus etapas de transformación a humus de lombriz roja californiana (*Eisenia andrei*). T1(60%E+40%DC), **T2**(60%E+20%DC+20%DV), **T3** (60%E+40%DV).

de cría. El análisis estadístico demuestra, que para este estudio los contenidos de Cd no dependen del material original a transformar sino de la etapa de transformación (KW=23,12 y $P \leq 0{,}01$). En el caso del Pb los contenidos oscilaron entre 0,77 y 3,21 mg/kg, siendo estos valores muy inferiores a los reportados por Matusevičiūtė y Eitminavičiūtė (2005) y Ghyasvand *et al*. (2008) quienes en lodos residuales encuentran contenidos de Pb que van desde de 13,3 a 46,6 mg/kg y 10 a 15 mg/kg, respectivamente. Los contenidos de este elemento en los humus obtenidos no presentan diferencias estadísticamente significativas. Para el caso del Cu los contenidos a lo largo del proceso de transformación se mantuvieron por muy debajo de los 450 mg/kg, valor máximo permitido para un abono destinado a uso hortícola (Abad, 1998), por tanto el rango de contenido obtenido (6,7 a 15,6 mg/kg) no generaría problemas de toxicidad a los cultivos sino que por el contrario podría satisfacer las necesidades de este elemento que es un importante componente de sistemas enzimáticos en los vegetales cuando sus contenidos son adecuados (Celis *et al*., 2005). Además, estos valores son superiores a los reportados para biosólidos urbanos, desechos de salmonicultura y otros desechos orgánicos de diferente naturaleza (Celis *et al*., 2005), mostrando un mejor potencial para suplir las necesidades de este elemento en los diferentes cultivos. Por último, los contenidos del Hg determinados

en este estudio constituyen un punto de partida para el estudio de este metal en los abonos obtenidos por lombricultura, ya que es inexistente la información de este elemento químico en la literatura científica relacionada, aunque los contenidos de este elemento oscilaron en el rango de 3 a 4 ppb, puede constituir un impedimento para su aplicación en la fertilización con desechos urbanos que pudieran estar contaminados con materiales que contienen este elemento en contenidos del orden de 7 mg/kg o superiores.

La Tabla 6 muestra la composición microbiológica de los humus obtenidos en este estudio. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas para la calidad microbiológica entre los diferentes tratamientos. Los valores obtenidos para los recuentos microbiológicos son inferiores a los reportados por otros estudios (Santamaría *et al*., 2001; Durán y Henríquez, 2007), quizás influenciados por los bajos contenidos de N, elemento que se considera limitante para la actividad de la microbiota edáfica. Los contajes de colonias de bacterias y actinomicetos resultaron ser mayores que los de hongos, posiblemente porque son microorganismos participantes de la nitrificación y amonificación necesaria para la biota del suelo, además la velocidad de reproducción de los hongos es mucho menor a la de las bacterias y actinomicetos (Santamaría *et al*., 2001).

La abundancia de los actinomicetos da un indicio de la madurez de los humus obtenidos, ya que los materiales con bajas cantidades de actinomicetos son frescos o no están compostados totalmente (Santamaría *et al*., 2001). Además, cabe destacar la capacidad supresora de los actinomicetos contra algunos de los organismos patógenos de los cultivos más comunes (Gopalakrishnan *et al*., 2010).

Es de resaltar que en los tratamientos T2 y T3 los microorganismos solubilizadores de P representan el 62 y 20%, del total de microorganismos presentes, respectivamente, aspecto que aunado a los valores de pH cercanos al neutro favorecen la movilización de este elemento a formas asimilables por las plantas como lo aseguran Fernández *et al*. (2005).

Por último, la ausencia de fitotoxicidad de los humus en este estudio, demostrada con el test de Zucconi, se asoció con la estabilización de las características físico-químicas y microbiológicas de los abonos, además todos los tratamientos estimularon la elongación radicular, aunque T1 presentó solo un 90% de germinación de las semillas inoculadas (Tabla 7).El análisis estadístico reveló que T2 se diferenció (KW=25,5 y $P \leq 0{,}01$) de los otros tratamientos y control para la elongación radicular. Al comparar estos resultados con otros estudios (Celis *et al*., 2006; Varnero *et al*., 2007), los índices de germinación de *Lactuca sativa* resultaron superiores, indicando una madurez y estabilización química de todos los tratamientos.

Partiendo del principio que los abonos orgánicos con altos contenidos de nutrimentos tienen mayor posibilidad de aportar igualmente mayores cantidades de éstos al sistema, teniendo además en cuenta características de pH, granulometría y calidad microbiológica, los humus de lombriz roja californiana obtenidos de la combinación de estiércol equino y desechos de cocina y restos de podas, constituyen una excelente opción para la fertilización de los cultivos agrícolas de la región oriental venezolana, disminuyendo el impacto ambiental ocasionado por los fertilizantes sintéticos.

Los humus de lombriz roja californiana obtenidos a partir de estiércol equino combinados con desechos de vegetales y desechos de cocina se convierten en una alternativa viable, desde el punto de vista económico y ambiental, dada su excelente calidad en características químicas, físicas y microbiológicas; constituyendo enmiendas de primer orden para ser aplicadas en una amplia gama de cultivos de interés económico y paisajístico.

CONCLUSIONES

El pH, MO y los contenidos de Ca, Mn, P y N variaron según las etapas de transformación. Además, el material que da origen al humus determinó los contenidos de Ca, Mn, P y MO. El proceso de transformación de los sustratos orgánicos a humus propició un descenso en los contenidos de Cd destacando la importancia del orga-

nismo como biomonitor de metales pesados en el vermicompostaje. La calidad microbiológica depende del material procesado, por el contrario está relacionada directamente con la acción de las lombrices ya que a pesar de las diferencias en los contenidos de nutrimentos y tamaño de grano, este aspecto no varía entre los tratamientos.

LITERATURA CITADA

ABAD, M. 1998. Limitaciones y riesgos del uso agrícola de los residuos orgánicos. Pp. 9-19, *en*: F. Orozco y W. Osorio (eds), Residuos orgánicos. Aprovechamiento agrícola como abono y sustrato. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo, Medellín, Colombia.

ALIDADI, H.; PARVARESH, A.; SHAHMANSOURI, M. y POURMOGHADAS, H. 2005. Combined compost and vermicompost process in the treatment and bioconversion of sludge. Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng. 2(4): 251-254.

AQUINO, M. A. y NOGUEIRA, E. M. 2001. Fatores limitantes da vermicompostagem de esterco suino e de aves e influência da densidade populacional das minhocas na sua reprodução. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 10 p. (Embrapa Agrobiologia, Documentos, 147).

CASTILLO, A.; IGLESIAS, M. y QUARIN, S. 2000. Caracterización química y física de compost de lombrices elaborados a partir de residuos orgánicos puros y combinados. Agricultura técnica, 60(1):74-79.

CASTRO, A.; COVA, J.; GARCÍA, D. y MEDINA, M. 2007. Efecto de la cáscara de huevo en la producción de cápsulas de la lombriz roja (*Eisenia andrei*). Zootecnia Tropical, 25(2):135-142.

CELIS, J.; SANDOVAL, M.; ZAGAL, E. y BRIONES, M. 2006. Efecto de la adición de biosólidos urbanos y de salmonicultura sobre la germinación de semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.) en un suelo patagónico. KJ. soil Sc. Nutr., 6(3):13-25.

DELGADO, M.; PORCEL, M.; MIRALLES, R.; BELTRAN, E.; BERINGOLA, L. y MARTIN, J. 2004. Efecto de la vermicultura en la descomposición de residuos orgánicos. Rev. Int. Contam. Ambient, 20(2): 83-86.

DURÁN, L. y HENRÍQUEZ, C. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos. Agronomía Costarricense, 31(1): 41-51.

FERNÁNDEZ, L.; ZALBA, P.; GOMEZ, A. y SAGARDOY, M. 2005. Bacterias solubilizadoras de fosfato inorgánico aisladas de suelos de la región sojera. CI. Suelo (Argentina), 23 (1): 31-37.

GHYASVAND, S., H.A. ALIKHANI, M.M. ARDALAN, G.R. SARVAGHEBI y S. HATAMI. 2008. Effect of Pre-thermocomposting on decrease of cadmium and lead pollution in vermicomposting of Municipal solid waste by *Eisenia fetida.* American-Eurasian J. Agric. Environ. Sci., 4(5): 537-540.

GIRÓN, C.; TORTOLERO, J.; HERMOSO, D. y GONZÁLEZ, I. 2001. Efecto de diferentes vegetales en la compostación de cascaras de cacao. Agronomia Tropical, 51(4): 549-562.

GOPALAKRISHNAN, S.; PANDE, S.; SHARMA, M.; HUMAYUN, P.; KEERTHIKIRAN B.; SANDEEP, D.; SREEVIDYA, M.; DEEPTHI, K. y RUPELA, O. 2010. Evaluation of Actinomycetes isolated from herbal vermicompost for biological control of Fusarium wilt of chickpea. PhytopatholMediterr. 51: 180-191.

HERNÁNDEZ, J.; CONTRERAS, C.; PALMA, R.; FARIA, A. y PIETROSEM, S. 2005. Efecto de los restos de la industrialización de la palma aceitera sobre las etapas de crecimiento y reproducción de la lombriz roja (*Eisenia andrei*). Revista Facultad de Agronomía, 23(3): 304-311.

HERNÁNDEZ, J.; PIETROSEMOLI, S.; FARÍA, A.; CANELÓN, R.; PALMA, R. y MARTÍNEZ, J. 2006. Frecuencia de riego en el crecimiento de la lombriz (*Eisenia* spp) y caracterización química del vermicompost. Revista UDO Agrícola, 6(1): 20-26.

KUMAR, S., VISHAL, B., BHATTACHARYYA, J. y CHAKRABARTI, T. 2008. Effect of heavy metals on earthworm activities during vermicomposting of municipal solid waste. Water Environment Research, 80(2):154-161.

LAPINSKI, S. y M. ROSCISZEWSKA. 2008. The impact of cadmium and mercury contamination on reproduction and body mass of earthworms. Plant Soil Environ., 54(2): 61-65.

MATUSEVIČIŅŪTĖ y EITMINAVIČIŅŪTĖ . 2005. Effects of different cadmium concentrations on survival, reproduction and adaptation of *Eisenia fetida californica*. Acta Zoológica Lituanica., 15(4): 361-369.

MORENO, A.; VALDES, M. y ZARATE, T. 2005. Desarrollo de tomate en sustratos de vermicompost/arena bajo condiciones de invernadero. Agricultura Técnica, 65(1): 26-34.

ROSSI, S.; ROLLAN, A.; y BACHMEIER, A. 2006. Biodisponibilidad de fosforo en un suelo del sur de Santa Fe (Argentina). Efectos de dos fuentes fosfatadas y sus mezclas con urea. Agriscientia, 23(2): 91-97.

SÁNCHEZ DE PINTO, M.; ALBANESI, A.; PALAZZI, V.; TREJO, J. y POLO, A. 2006. Compostaje y lombricompostaje de resíduosfrutihorticolas. Rev. Industria Bebible, 9: 40-46.

SANTAMARÍA, S.; FERRERA-CERRATO, R.; ALMARAZ, J.; GALVIS, A. y BAROIS, I. 2001. Dinámica y relaciones de microorganismos, C-orgánico y N-total durante el composteo y vermicomposteo. Agrociencia, 35(4): 377-384.

SUTHAR, S. 2007. Vermicomposting potential of *Perionyx sansibaricus* (Perrier) in different waste materials. Bioresource Tech. 98: 1231-1237.

TIQUIA, S.M.; RICHARD, T. y HONEYMAN, M. 2002. Carbon, nutrient, and mass loss during composting. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 62: 15-24.

VALDERRAMA, J.C. 1991. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural Waters. Marine Chemistry, 10: 109-122.

VARNERO, M.; ROJAS, C. y ORELLANA, R. 2007. Índice de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el composteo. J. SoilSci. Nutr. 7(1): 28-37.

ZUCCONI, F.; FORTE, M.; MÓNACO, A. y DE BERTOLDI, M. 1981. Evaluating toxicity of inmaturecompost. Biocycle, 22: 54-57.